

添加碳源对潜流 + 表面流组合湿地脱氮除磷的影响

谭洪新¹, 刘艳红^{1,2}, 周琪³, 杨殿海³

(1. 上海水产大学生命科学与技术学院, 上海 200090; 2. 红河学院理学院, 蒙自 661100; 3. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要:采用向 ANOXIC-OXIC (A/O) 工艺出水中添加城市污水的方法, 在中试规模上研究了外加碳源对潜流 + 表面流组合湿地脱氮除磷的影响. 结果表明, 直接处理 A/O 工艺出水时(工况 I), 湿地进水 COD/TN 仅为 1.00, $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)/\text{TN}$ 为 0.48, COD、TN 和 TP 的面积负荷去除率分别为 1.82 、 1.59 、 $0.14 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. A/O 工艺出水中添加少量城市污水后(工况 II), 湿地进水 COD/TN 为 3.55, $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)/\text{TN}$ 为 0.44, COD、TN 和 TP 的面积负荷去除率分别为 19.03 、 5.42 、 $0.29 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. 工况 II 的 TN 和 TP 面积负荷去除率分别比工况 I 提高了 3.4 倍和 2.1 倍. HRT、水温、 $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)/\text{TN}$ 和 COD/TN 对湿地脱氮除磷效能有显著影响, 在 HRT 为 $0.5 \sim 1.0 \text{ d}$, COD、TN 和 TP 的面积负荷率分别为 $3.8 \sim 38.7$ 、 $5.07 \sim 13.08$ 、 $0.57 \sim 1.92 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 时, TN 面积负荷去除率随 HRT 增加而指数下降, 随水温和 $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)/\text{TN}$ 的升高而线性增加, 随 COD/TN 的增加呈幂函数增加. TP 面积负荷去除率随 COD/TN 的增加呈幂函数增加.

关键词: 表面流湿地; 潜流湿地; 脱氮除磷; 碳源

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)06-1209-07

Effects of External Carbon Source on Nitrogen and Phosphorus Removal in Subsurface Flow and Free Water Surface Integrated Constructed Wetland

TAN Hong-xin¹, LIU Yan-hong^{1, 2}, ZHOU Qi³, YANG Dian-hai³

(1. College of Life Science and Technology, Shanghai Fisheries University, Shanghai 200090, China; 2. School of Philosophy, Honghe College, Mengzi 661100, China; 3. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: By adding municipal wastewater in effluent of ANOXIC-OXIC (A/O) reactor as external carbon source, effects of external carbon source on nitrogen and phosphorus removal in subsurface flow and free water surface integrated constructed wetland were studied in pilot-scale. Results indicate that, COD/TN and $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)/\text{TN}$ in influent of wetland are 1.00 and 0.48, respectively, and load removal rates of COD, TN and TP are 1.82, 1.59 and $0.14 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively, as directly treating effluent of A/O reactor in wetland (working condition I). COD/TN and $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)/\text{TN}$ in influent of wetland are 3.55 and 0.44, respectively, and load removal rates of COD, TN and TP are 19.03, 5.42 and $0.29 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, respectively, as adding municipal wastewater in effluent of A/O reactor as external carbon source in wetland (working condition II). Compared with working condition I, load removal rates of TN and TP for working condition II increase 3.4 times and 2.1 times, respectively. Impact factors of load removal rate of TN and TP are water temperature, HRT, COD/TN and $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)/\text{TN}$, respectively, when ranges of influent load rates are $3.8 \sim 38.7 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ for COD, $5.07 \sim 13.08 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ for TN and $0.57 \sim 1.92 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ for TP, respectively, and range of HRT is $0.5 \sim 1.0 \text{ d}$. TN load removal rate decreases by exponent function along with increase of HRT, linearly increases along with increase of water temperature and $(\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-)/\text{TN}$, and increases by power function along with increase of COD/TN. TP load removal rate also increases by power function along with increase of COD/TN.

Key words: free water surface wetland; subsurface flow wetland; nitrogen and phosphorus removal; carbon source

人工湿地对有机物的去除效果较稳定, 但对氮、磷的去除效果容易受多种因素的影响, 相关文献报道的数据差异较大^[1-7]. Kadlec^[8]综述了湿地对污染物的去除率范围: TKN (3% ~ 98%)、氨氮 (14% ~ 98%)、硝氮 + 亚硝氮 (-138% ~ 96%)、TP (-31% ~ 99%)、BOD (-20% ~ 97%) 和 TSS (20% ~ 93%). 湿地脱氮除磷效能的差异性与人工湿地结构、填料组分、植物种类及搭配、运行季节、进水水质特征、系统管理方法等因素有关^[9,10]. 在脱氮除磷型人工湿地中, 通过对进水的强化处理(包括调控进水碳氮比、调控进水氮素氧化性)可显著提高湿地的脱氮效

能^[11-13]. 本研究在中试规模上探讨了外加碳源对潜流 + 表面流组合湿地的脱氮除磷效能的影响, 以期为人造湿地的设计和优化提供参考.

1 材料与方法

1.1 试验装置

城市污水 ANOXIC-OXIC 工艺(A/O 工艺)出水

收稿日期: 2006-06-12; 修订日期: 2006-09-21

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2002AA601023); 上海市重点学科建设项目(Y1101)

作者简介: 谭洪新(1968~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为设施渔业和生态工程, E-mail: hxtan@126.com

通过配水管路进入组合湿地,经处理后排湖.图 1 为潜流 + 表面流组合湿地结构示意图.潜流 + 表面流组合湿地(长 × 宽 × 高 = 14.5 m × 2.6 m × 1.0 m)四周及底部为混凝土结构,总有效面积为 37.7 m²,前端 19.6 m² 为潜流湿地,砾石(Φ20 ~ 30 mm)填充高度 0.80 m,填料表层覆盖 15 cm 熟土,其上种植香根草(*Vetiveria zizanioids* L. Nash),行距及株距均为 30 cm;后端 18.1 m² 为表面流湿地,素土填充高度为 0.30 m,其上覆盖塘泥 0.2 m,种植茭白(*Zizania latifolia* L.),行距及株距均为 30 cm.

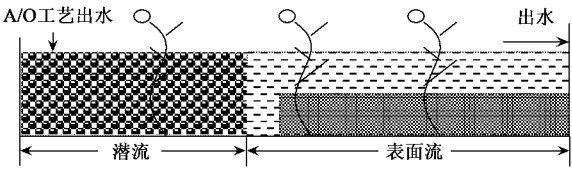


图 1 潜流 + 表面流组合湿地的结构示意

Fig.1 Structural schematic diagram of subsurface flow and free water surface integrated constructed wetland

1.2 运行工况

试验于 2004-04 ~ 2004-12 在位于武汉的“城市污水处理与资源化技术研究及工程示范”的中试基地进行.城市污水 A/O 工艺出水按试验流量通过配水管路进入潜流 + 表面流组合湿地.每 10d 监测湿地系统进水和出水水质.在 2004-07 ~ 2004-10 分别运行了 2 个工况,工况 I 为直接处理 A/O 工艺出水;工况 II 为 A/O 工艺出水中添加少量城市污水后作为湿地进水.湿地运行中,表面流湿地水深控制在 0.26 m,总有效容积 11.2 m³, q (水力负荷率)为 0.3 ~ 0.6 m³·d⁻¹,HRT 为 0.5 ~ 1.0 d.

1.3 监测分析方法

水质指标均按照标准测试方法进行^[14].

1.4 性能评估指标

采用一级推流动力学模型模拟沿湿地长轴方向污染物浓度的指数削减情况.即污染物降解和停留时间满足如下公式:

$$c_e = c_0 \cdot \exp(-K_v \cdot \text{HRT}) \tag{1}$$

式中, c_e :出水中污染物的质量浓度,mg·L⁻¹; c_0 :进水中污染物的质量浓度,mg·L⁻¹; K_v :容积负荷去除率常数,d⁻¹; HRT:水力停留时间,d; $-\ln(c_e/c_0)$ 除以 HRT 可得 K_v 值.

或采用如下公式:

$$c_e/c_0 = \exp(-K/\text{HLR}) \tag{2}$$

式中,HLR:水力面积负荷率,m³·d⁻¹; K :面积负荷去除率常数,m³·d⁻¹.

污染物的去除率:

$$\eta = 100 \cdot (c_0 - c_e)/c_0 \tag{3}$$

污染物的面积负荷去除率:

$$\xi = (c_0 - c_e) \cdot Q/A \tag{4}$$

式中, Q :进水和出水流量,m³·d⁻¹; A :湿地面积,m².

2 结果与分析

2.1 湿地进水水质特征

对湿地系统进水水质的监测表明,潜流 + 表面流组合湿地进水(A/O 工艺出水)中有机物含量及悬浮物含量较低,平均 COD 仅为 19.2 mg·L⁻¹;平均 TN 为 19.63 mg·L⁻¹,多数情况下,无机氮以氧化态(亚硝氮或硝氮)为主,这为湿地反硝化奠定了基础;湿地进水 COD/TN 变动在 0.74 ~ 1.70 间,C/N 已成为湿地系统生物脱氮的主要限制因子,解决湿地系统生物脱氮中碳源供应问题是提高脱氮效率的关键^[15];进水平均 TP 为 2.25 mg·L⁻¹,以正磷酸盐为主.

2.2 湿地直接处理 A/O 工艺出水(工况 I)时的效果

表 1 是湿地运行在工况 I 条件下,COD、氨族、TP 的转化及去除效果.图 2 是湿地运行在工况 I 条件下,湿地进水与出水中 COD、氨族、TP 的变动情况.从表 1 和图 2 可以看出,当湿地系统以 A/O 工艺出水为直接处理对象时,进水中 COD/TN 均值为 1.00,(NO₂⁻ + NO₃⁻)/TN 均值为 0.48;COD 去除率为 30.2%,面积负荷去除率为 1.82 g·(m²·d)⁻¹;氨氮、亚硝氮和硝氮的去除率分别为 29.8%、83.8% 和 11.3%;TN 去除率为 25.5%,面积负荷去除率为 1.59 g·(m²·d)⁻¹;TP 去除率为 19.6%,面积负荷去除率为 0.14 g·(m²·d)⁻¹.无论在低水力负荷还是在高水力负荷,有机物在湿地的前 1/3 段即被有效去除^[2],本试验中,由于前端运行 A/O 工艺的反应器大量消耗 COD,使湿地接受的有机物负荷相当低,进水 C/N 严重失调.人工湿地系统可以同时进行硝化和反硝化作用^[1,3],本试验中,湿地进水中氧化态氮所占比例较高,这虽然为氮素的反硝化提供了条件,但脱氮效率并不高,主要是受进水碳源限制,仅靠湿地系统提供的内源性碳源为反硝化提供电子供体.湿地除磷的最主要机制是填料对磷的吸附作用及其纳磷容量,而植物吸收对有机磷的去除效率影响不大^[16~18],而在本试验系统中潜流湿地段采用砾石作

表 1 潜流 + 表面流组合湿地对 C、N、P 的去除效果(工况 I, n = 7)

指标	进水浓度 /mg·L ⁻¹	出水浓度 /mg·L ⁻¹	去除率/%	面积负荷去除率 /g·(m ² ·d) ⁻¹	动力学常数 /m·d ⁻¹
COD	19.2 ± 3.1	13.4 ± 2.7	30.2	1.82	0.12
SS	22.0 ± 6.0	10.0 ± 3.0	54.5	—	—
NH ₄ ⁺ -N	10.27 ± 5.48	7.21 ± 3.96	29.8	0.97	—
NO ₂ ⁻ -N	1.05 ± 0.36	0.17 ± 0.09	83.8	0.28	—
NO ₃ ⁻ -N	7.79 ± 3.02	6.91 ± 3.06	11.3	0.28	—
TN	19.63 ± 2.03	14.63 ± 1.32	25.5	1.59	0.09
TP	2.25 ± 0.40	1.81 ± 0.30	19.6	0.14	0.07
COD/TN	1.00 ± 0.21	—	—	—	—
(NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻)/TN	0.48 ± 0.24	—	—	—	—

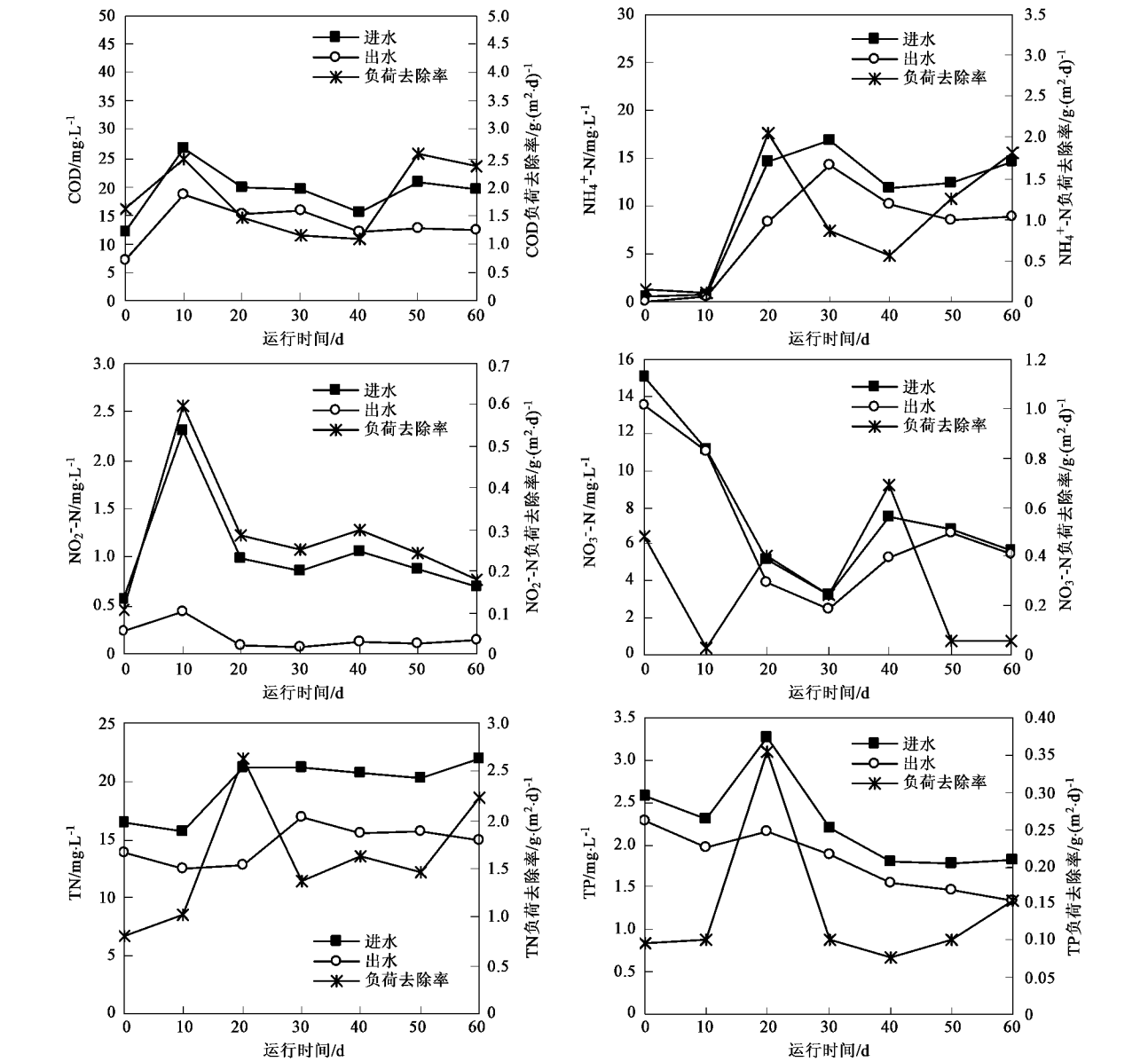


图 2 潜流 + 表面流组合湿地中 C、N、P 的变化(工况 I)

Fig.2 Changes of COD, nitrogen species and TP in subsurface flow and free water surface integrated constructed wetland (working condition I)

为填料,表面流湿地段采用塘泥为填料,两者均不具备良好的磷吸附作用及纳磷容量,所以磷的去除效率不高.

2.3 A/O 工艺出水中添加少量城市污水(工况 II)后的湿地处理效果

表 2 是湿地运行在工况 II 条件下, COD、氮族、TP 的转化及去除效果.图 3 是湿地运行在工况 II 条件下,湿地进水与出水中 COD、氮族、TP 的变动情况.结果表明,当向湿地进水(A/O 工艺出水)中混合少量城市原污水后,明显增加了湿地进水的 COD 含量,平均 COD 达到 $68.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 去除率为 65.6%,面积负荷去除率为 $19.03\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$;磷素的负荷去除率也明显增加,TP 去除率为 22.2%,面积负荷去除率为 $0.29\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ (比工况 I 提高了 2.1 倍),磷在人工湿地系统中的去除原理包括微生

物正常的同化和植物的吸收作用、聚磷菌的过量摄磷作用、填料的物理化学作用^[16].本试验中,由于湿地系统的碳源供应量增加,可能促进聚磷菌的过量摄磷.与工况 I 相比,当向湿地进水中混合少量城市原污水后,显著提高了湿地进水的 C/N(COD/TN 均值从 1.00 提高到 3.55),由于湿地进水中 C/N 的改善,提高了湿地系统的反硝化效率,氨氮、亚硝氮和硝氮的去除率分别为 38.3%、98.4% 和 70.8%,TN 去除率为 65.9%,面积负荷去除率为 $5.42\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ (比工况 I 提高了 3.4 倍).Baker^[19]研究表明,当 C:N>5:1 时,反硝化效率达到最高值,C/N 将不再成为湿地脱氮的限制因子.一般以去除总氮为目标的湿地,其氮负荷去除率仅为 $0.4\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$,主要是因为这种系统在反硝化之前需转化有机氮,或氨氮需先转化为亚硝氮或硝氮,从而

表 2 潜流 + 表面流组合湿地对 C、N、P 的去除效果(工况 II, n = 7)					
Table 2 Removal effect of COD, nitrogen species and TP in subsurface flow and free water surface integrated constructed wetland (working condition II, n = 7)					
指标	进水浓度 /mg·L ⁻¹	出水浓度 /mg·L ⁻¹	去除率/%	面积负荷去除率 /g·(m ² ·d) ⁻¹	动力学常数 /m·d ⁻¹
COD	68.3 ± 6.9	23.5 ± 3.4	65.6	19.03	0.46
SS	25.0 ± 2.0	14.0 ± 2.0	44.0	—	—
NH ₄ ⁺ -N	9.79 ± 1.39	6.04 ± 1.82	38.3	1.59	—
NO ₂ ⁻ -N	7.29 ± 0.89	0.12 ± 0.09	98.4	3.04	—
NO ₃ ⁻ -N	1.13 ± 0.16	0.33 ± 0.14	70.8	0.34	—
TN	19.37 ± 2.18	6.61 ± 1.83	65.9	5.42	0.48
TP	3.11 ± 0.43	2.42 ± 0.29	22.2	0.29	0.11
COD/TN	3.55 ± 0.25	—	—	—	—
(NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻)/TN	0.44 ± 0.03	—	—	—	—

影响其脱氮进程;此外,大量化能异养性细菌消耗有限的碳源,存在与反硝化细菌争夺碳源的问题^[19].

2.4 停留时间、水温、氮素组分、COD/TN 对湿地脱氮效能的影响

综合分析试验期间相关数据,当湿地的 COD 面积负荷率、TN 面积负荷率、TP 面积负荷率、HRT 分别为 $3.8 \sim 38.7\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 、 $5.07 \sim 13.08\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 、 $0.57 \sim 1.92\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 、 $0.5 \sim 1.0\text{ d}$ 时,HRT 对 TN 面积负荷去除率有显著影响,TN 面积负荷去除率随 HRT 增加而指数下降,关系式为 $y = 20.411\text{e}^{-1.9517x}$ ($R^2 = 0.8842$),见图 4.可见,当湿地进水中碳源供应充足、氮素组分以氧化态形式为主时,湿地的脱氮效率较高,这时 HRT 并非脱氮限

制因子,停留时间在 0.5 d 左右就可达到很好的脱氮效率.图 5 表明,季节因素显著影响 TN 面积负荷去除率,TN 面积负荷去除率随水温升高而线性增加,关系式为 $y = 0.2908x - 0.9369$ ($R^2 = 0.946$),水温对生物反应来说是关键控制因素,解决好湿地系统冬季运行温度问题是提高脱氮效率的关键之一.图 6 表明,湿地进水中氧化态氮占的比例越高越有利于湿地系统脱氮效率的提高,(NO₂⁻ + NO₃⁻)/TN 与 TN 面积负荷去除率之间呈显著的线性正相关,关系式为 $y = 0.1101x + 0.9832$ ($R^2 = 0.8535$),A/O 工艺出水已实现了氮素的氧化,并多以亚硝氮和硝氮为主,这为湿地系统反硝化奠定了基础.Sikora 等^[13]在研究潜流湿地中氨氮的去除机制时认

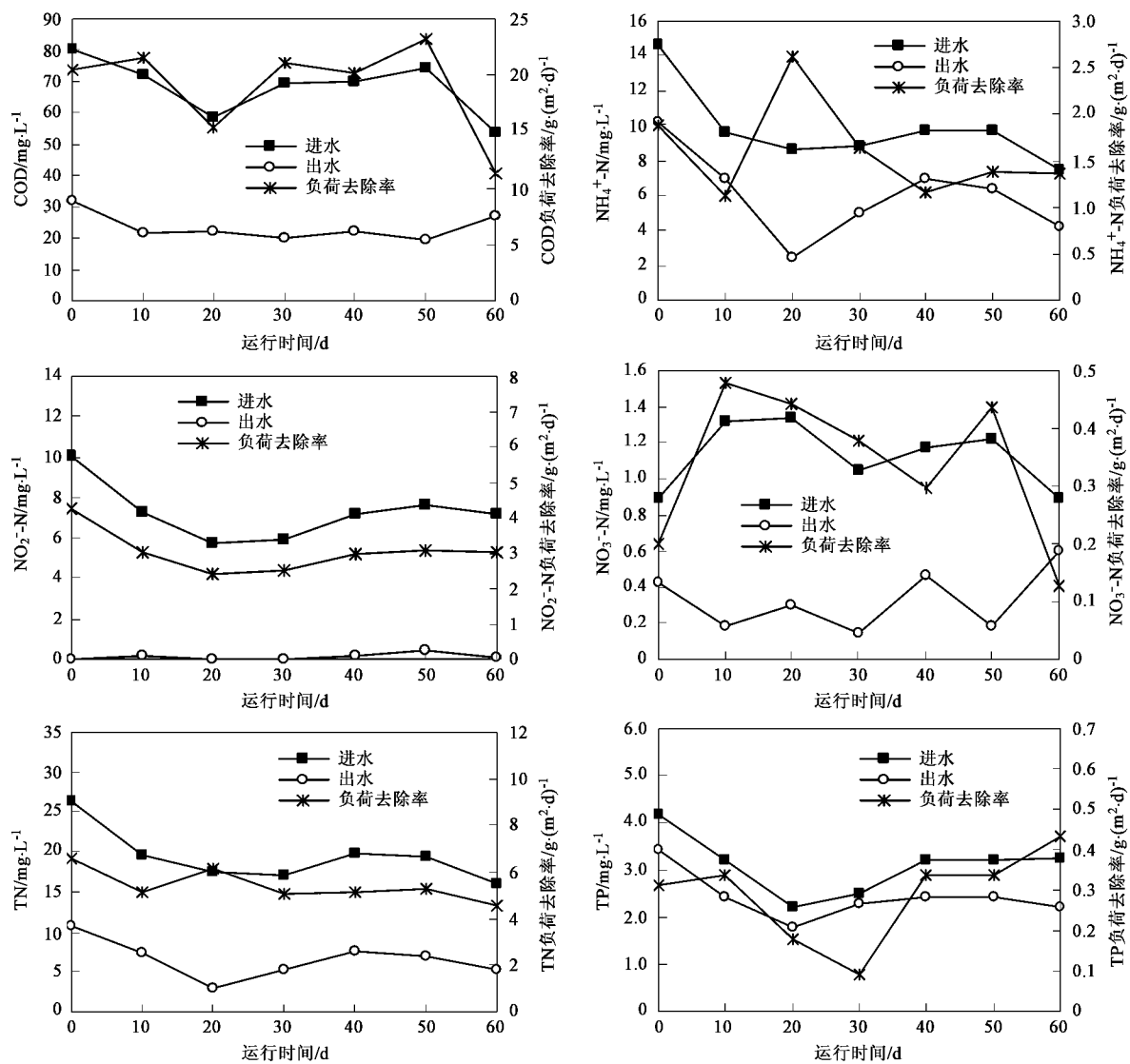


图3 潜流+表面流组合湿地中C、N、P的变化(工况Ⅱ)

Fig.3 Changes of COD, nitrogen species and TP in subsurface flow and free water surface integrated constructed wetland (working condition II)

为,氨氮经硝化过程氧化到硝氮,然后硝氮经反硝化还原为氮气,在潜流湿地中由于低氧环境的存在,硝化过程会成为脱氮的速率限制因素.湿地在脱氮过程中,约有4%~11%的氮被植物生长吸收而去除,89%~96%由反硝化作用去除^[11], Bachand等^[15]在研究氮转化过程时发现,硝氮面积负荷去除率达 $2.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 时,无机氮和氨氮损失达1个数量级,进一步证明硝氮主要由反硝化去除.可见,当氮负荷的主要成分为氧化态氮时湿地脱氮效果较高^[12].图7表明, COD/TN与TN面积负荷去除率之间呈显著幂函数关系,关系式为 $y = 1.4172x^{0.6362}$ ($R^2 = 0.8014$).图8表明, COD/TN与TP面积负荷去除率之间呈显著幂函数关系,关系式为 $y =$

$0.1212x^{0.8527}$ ($R^2 = 0.9336$). 本试验中,当湿地进水

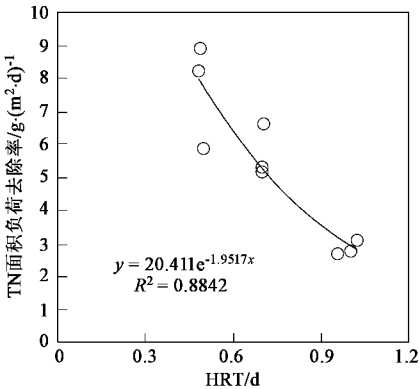


图4 HRT与TN负荷去除率的关系

Fig.4 Relationship between HRT and TN removal rate

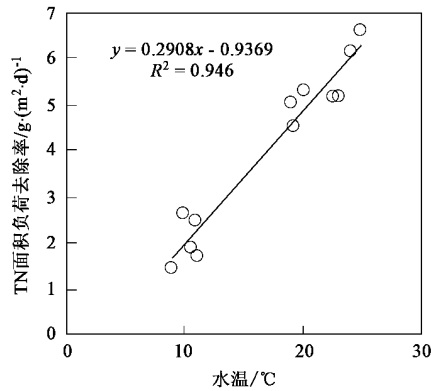


图 5 水温与 TN 负荷去除率的关系

Fig.5 Relationship between temperature and TN removal rate

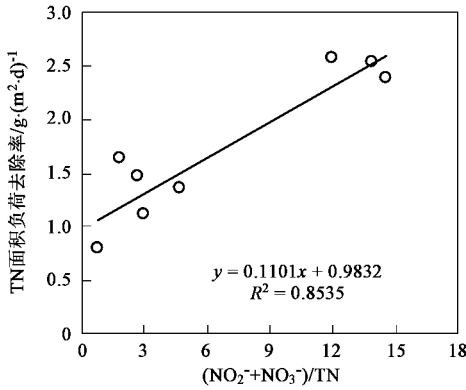


图 6 (NO₂⁻ + NO₃⁻)/TN 与 TN 负荷去除率的关系

Fig.6 Relationship between (NO₂⁻ + NO₃⁻)/TN and TN removal rate

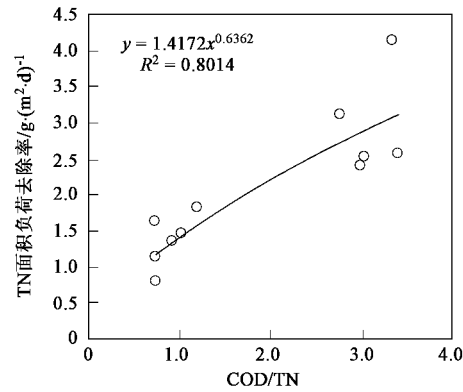


图 7 COD/TN 与 TN 负荷去除率的关系

Fig.7 Relationship between COD/TN and TN removal rate

COD/TN 均值从 1.00 提高到 3.55 时,工况 II 的 TN 负荷去除率比工况 I 提高了 3.4 倍,TP 负荷去除率比工况 I 提高了 2.1 倍.可见,对于 A/O 工艺出水而言,C/N 已成为湿地系统生物脱氮除磷的主要限制因子,提高湿地进水中的 C/N,是改善湿地系统脱氮

除磷效能的关键.Sikora 等^[13]研究表明,添加碳源可提高反硝化率,可使进水中 55% ~ 70% 的硝氮被去除,而不加碳源的反硝化率仅为 14% ~ 30% .

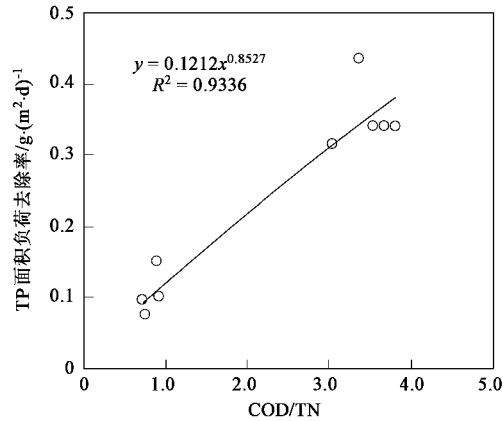


图 8 COD/TN 与 TP 负荷去除率的关系

Fig.8 Relationship between COD/TN and TP removal rate

3 结论

(1)潜流 + 表面流组合湿地直接处理 A/O 工艺出水时(工况 I),湿地进水 COD 负荷低,COD/TN 仅为 1.00,(NO₂⁻ + NO₃⁻)/TN 为 0.48,COD、TN 和 TP 的面积负荷去除率分别为 1.82、1.59、0.14 g·(m²·d)⁻¹.碳源成为湿地脱氮除磷的主要限制因子.

(2)进水中添加外源性碳源提高了湿地脱氮除磷效率.A/O 工艺出水中添加少量城市污水后(工况 II),湿地进水 COD 显著增加,COD/TN 达到 3.55,(NO₂⁻ + NO₃⁻)/TN 为 0.44,COD、TN 和 TP 的面积负荷去除率分别为 19.03、5.42、0.29 g·(m²·d)⁻¹,TN 和 TP 的面积负荷去除率分别比工况 I 提高了 3.4 倍和 2.1 倍.

(3)HRT、水温、(NO₂⁻ + NO₃⁻)/TN 和 COD/TN 对湿地脱氮除磷效能有显著影响.TN 面积负荷去除率随 HRT 增加而指数下降,随水温和(NO₂⁻ + NO₃⁻)/TN 的升高而线性增加,随 COD/TN 的增加呈幂函数增加.TP 面积负荷去除率随 COD/TN 的增加呈幂函数增加.

参考文献:

[1] 王晓娟,张荣社.人工湿地微生物硝化和反硝化强度对比研究[J].环境科学学报,2006,26(2):225 ~ 229.
[2] 孙亚兵,冯景伟,田园春,等.自动增氧型潜流人工湿地处理农村生活污水的研究[J].环境科学学报,2006,26(3):404 ~ 408.
[3] 贺赞,吴振斌,陶菁,等.复合垂直流人工湿地污水处理系统硝化与反硝化作用[J].环境科学,2005,26(1):47 ~ 50.

[4] 刘超翔,董春宏,李峰民,等.潜流式人工湿地污水处理系统硝化能力研究[J].环境科学,2003,24(1):80~83.

[5] 王薇,俞燕,王世和.人工湿地污水处理工艺与设计[J].城市环境与城市生态,2001,14(1):59~62.

[6] International Water Association (IWA). Constructed wetland for pollution control-Processes, performance, design and operation[M]. London: IWA publishing, 2000. 12~23.

[7] Kozub D D, Liehr S K. Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate[J]. Water Research, 1999, 40(3):75~82.

[8] Kadlec R H. Overview: surface flow constructed wetlands[J]. Water Science and Technology, 1995, 32(3): 1~12.

[9] Drizo A, Frost C A, Grace J, *et al.* Phosphate and ammonium distribution in a horizontal subsurface flow using shale as a substrate [J]. Water Research, 2000, 34(9):2483~2490.

[10] Crites R W. Design criteria and practice for constructed wetlands [J]. Water Science and Technology, 1994, 29(4):1~6.

[11] Lin Y F, Jing S R, Wang T W, *et al.* Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands[J]. Environmental Pollution, 2002, 119(3): 413~420.

[12] Comin F A, Romero J A, Astorga V, *et al.* Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff[J]. Water Science and Technology, 1997, 35(5): 255~261.

[13] Sikora F J, Zhu T, Behrends L L. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms[J]. Water Science and Technology, 1995, 32(3):193~202.

[14] 魏复盛,齐文启,毕彤,等.水和废水监测分析方法[M].(第四版).北京:中国环境科学出版社,2002.104~281.

[15] Bachand P A M, Horne A J. Denitrification in constructed free water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study[J]. Ecological Engineering, 2000, 14(1~2):9~15.

[16] Dong C S, Ju S C, Hong J L, *et al.* Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland[J]. Water Research, 2005, 39(11): 2445~2457.

[17] 谭洪新,周琪.湿地填料的磷吸附特性及潜流人工湿地除磷效果研究[J].农业环境科学学报,2005,24(2):353~356.

[18] 谭洪新,周琪,杨殿海.页岩-钢渣组合填料湿地强化脱氮除磷研究[J].环境科学,2006,27(11):2182~2187.

[19] Baker L A. Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters[J]. Water Science and Technology, 1998, 38(1):389~395.